

resulta ser simpátrica de haya. En el caso de que el hongo pudiera esporular en *Carex*, esta planta sería un reservorio de inóculo del patógeno y podría tener un papel importante en la epidemiología de la enfermedad causada en haya por *B. nummularia*.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CLAY K. Y SCHARDL C. (2002) Evolutionary origins and ecological consequences of endophyte symbiosis with grasses. *The American Naturalist*, **160**, 99-127.

GRANATA G.Y SIDOTI A. (2004). *Biscogniauxia nummularia*: pathogenic agent of a beech decline. *Forest Pathology*, **34**, 363–367.

HENDRY S.J., BODDY L. Y LONSDALE D. (2002) Abiotic variables effect differential expression of latent infections in beech (*Fagus sylvatica*). *New Phytologist*, **155**, 449-460.

HENDRY S.J., LONSDALE D. Y BODDY L. (1998) Strip-cankering of beech (*Fagus sylvatica*): pathology and distribution of symptomatic trees. *New Phytologist*, **140**, 549-565.

KUCHT S., GROß J., HUSSEIN Y., GROTHE T., KELLER U., BASAR S., KÖNIG W., STEINER U. Y LEISTNER E. (2004) Elimination of ergoline alkaloids following treatment of *Ipomoea asarifolia* (*Convolvulaceae*) with fungicides. *Planta*, **219**, 619–625.

LAZURJEVSKI G. Y TERENCEVA I (1976) 1,4-substituted betacarbolines from *Carex brevicollis*. *Heterocycles*, **4**, 1783-1816

PETRINI L.E. Y PETRINI O. (1985). Xylariaceous fungi as endophytes. *Sydowia*, **38**, 216-234.

RUIZ DE LOS MOZOS I., OREJA A., SAN EMETERIO L., ZABALGOGÉAZCOA I. Y CANALS R.M. (2008) Troublesome plants in species-rich grasslands: can we maintain the toxic plant *Carex brevicollis* and alleviate its risk to livestock? *Grassland Science in Europe*, **13**, 66-68

SAN EMETERIO L., RUIZ DE LOS MOZOS I., OREJA A. ZABALGOGÉAZCOA I. Y CANALS R. (2008) Origen de la toxicidad en *Carex brevicollis*, una especie frecuente en pastos montanos templados. *Pastos, clave en la gestión de los territorios: integrando disciplinas*. pp. 255-260. Córdoba.

SÁNCHEZ S., BILLS G.F., HERRERO N. Y ZABALGOGÉAZCOA I. (2011) Non Systemic fungal endophytes of grasses. *Fungal Ecology* doi:10.1016/j.funeco.2010.12.001.(*en prensa*)

SÁNCHEZ S., BILLS G. Y ZABALGOGÉAZCOA I. (2007) The endophytic mycobiota of *Dactylis glomerata*. *Fungal Diversity*, **27**, 171-195.

Respuesta del maíz (*Zea mays*) en suelos contaminados por metales pesados después de crecer una comunidad de pasto

Response of corn (*Zea mays*) to polluted soils by heavy metals after the growth of a grass community

J. PASTOR¹ / M. J. GUTIÉRREZ-GINÉS² / A. J. HERNÁNDEZ²

¹Departamento de Biología Ambiental, MNCN, CSIC. C/Serrano 115 bis. 28006 Madrid (España). jpastor@ccma.csic.es
²Departamento de Ecología. Edificio de Ciencias. Universidad de Alcalá. Ctra. Madrid-Barcelona km 33,6. 28871 Alcalá de Henares, Madrid (España). mjesus.gutierrezg@uah.es; anjahernandez@uah.es

Resumen: En la actualidad existen comunidades de pasto afectadas por un conjunto de metales pesados existentes en la capa superficial de los suelos como consecuencia de antiguas explotaciones mineras abandonadas. Algunas de ellas están siendo sustituidas por cultivos forrajeros. El estudio llevado a cabo en este trabajo trata de conocer la respuesta del maíz a este tipo de situaciones, mediante un bioensayo realizado en mesocosmos en condiciones controladas durante 3 meses, con suelos procedentes del tipo de sistemas aludidos. El maíz fue sembrado después de dos años en que se cosecharon a ras del suelo las plantas de pasto existentes en el banco de semillas de los mesocosmos utilizados. Los resultados obtenidos del análisis químico de parte aérea y radicular de plantas de maíz crecidas en un total de 30 suelos con más de un metal pesado por encima de los niveles admitidos (22 suelos ácidos y 8 básicos), y con 3 réplicas de cada uno de ellos, muestran la capacidad de extracción que el maíz tiene de los metales todavía presentes en los mismos. Se valoran los resultados como especie acumuladora de Al, Mn, Zn, As y Cd (altas concentraciones en parte aérea), por las consecuencias que tiene esta especie utilizada como forrajera si se cultiva en emplazamientos con suelos contaminados por metales.

Palabras clave: bioacumulación, fitoestabilización, salud animal.

Abstract: Nowadays some grassland communities are affected by a set of heavy metals from the topsoil layer. These are consequences of mining operations that were abandoned long time ago. Some of them are being replaced by forage crops. The study presented here attempts to know the response of corn crop to those situations, by means of a bioassay carried out for 3 months in mesocosms under controlled conditions, with soils from these mentioned type of sites. Grass from seedbank grown in mesocosms was harvested for two years before corn was sown. The results of chemical analysis of shoot and root of corn plants grown in a total of 30 soils with more than a heavy metal above accepted levels (22 acidic and 8 basic soils), and 3 replicates of each, showed the extraction capacity of this plant of metals still present in them. Results were assessed as an accumulator species of Al, Mn, Zn, As and Cd (high concentrations in shoots), due to the consequences of the use of this species as forage when is grown on sites with soils polluted by metals.

Key words: bioaccumulation, phytostabilization, animal health.

INTRODUCCIÓN

El reciente informe de la FAO 2010-11 sobre “El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura”, alude a que una cuarta parte de las tierras del planeta presenta un elevado estado de degradación, siendo una de sus principales causas la contaminación por metales pesados procedentes de la minería. El impacto que estas actividades producen sobre ecosistemas, paisajes y poblaciones es evidente (Pastor y Hernández, 2009; Hernández y Pastor, 2011). Además, la pobreza en países en desarrollo lleva a la gente a cultivar en lugares no apropiados. Este es el caso del cultivo de maíz para alimentación humana y del ganado (Hernández

et al., 2011). Por ello, este trabajo se centra en un problema que venimos observando, también en nuestro país, en relación a la progresiva sustitución de comunidades de pasto que crecían en suelos contaminados por metales pesados, hacia cultivos forrajeros, especialmente de maíz. Saber si es adecuado su cultivo en los escenarios aludidos, nos ha llevado a diseñar un ensayo, cuyos resultados cuantitativos mostramos como objeto específico de este trabajo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizó un bioensayo en mesocosmos en condiciones controladas (15°C -25°C, 60%-70% de humedad) durante tres meses. Los suelos utilizados procedieron de las muestras medias recogidas en cada uno de los 30 lugares seleccionados de los tres emplazamientos de minas abandonadas, y después de haber cosechado dos veces durante dos años las plantas crecidas a partir del banco de semillas. El mesocosmos es una cubeta de plástico de 30 cm x 21 cm x 6 cm según se argumentó en Hernández y Pastor (2008); en cada uno se plantaron 5 plántulas de maíz comercial procedentes de semillas previamente germinadas en cámara de crecimiento. Se dispusieron tres réplicas por suelo y control (procedente de un cultivo del mismo territorio y sin importantes contenidos de metales), y se regaron con 200 ml agua desionizada cada 48 h. Los suelos son franco-arenosos y no se tamizaron para evitar perder agregados y banco de semillas. Se determinó el pH en pasta saturada, la materia orgánica por oxidación con dicromato potásico, el contenido pseudototal de metales (ICP-OES previa extracción con HNO₃ y HCl proporción 4:1) según Hernández y Pastor (1989), y total de As por fluorescencia de rayos X. Al finalizar el bioensayo, las plantas se lavaron con agua desionizada, separadamente la parte aérea de la radicular, se secaron en estufa (70°C, 48 h), y se analizaron los metales mediante ICP-OES previa digestión con HNO₃ y HCl. Se realizaron correlaciones de Pearson entre los datos con el programa SPSS 19.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se muestran los resultados del análisis químico de los suelos utilizados en los mesocosmos. Al estudiar las correlaciones entre elementos en los suelos con predominio de Zn y Pb, vimos que Fe, Mn, Zn, Pb y Cd están correlacionados entre sí positivamente. En los suelos con Cu, están correlacionados entre sí positivamente Zn, Cu y Cd, éste último también con el Cr del suelo. El contenido de Mn de los suelos está correlacionado positivamente con Cd y Ni.

En un trabajo previo se mostraron los resultados obtenidos para las plantas de las comunidades de pasto que crecieron en esos mecocosmos (Hernández y Pastor, 2008). Las tablas 2 y 3 muestran los contenidos de metales de las partes aéreas y raíces de maíz en los distintos suelos en los que creció. En los suelos donde predomina Zn y Pb, el pH está correlacionado positivamente con Al, Fe, Mn, Cu y As de las raíces. Y el Mn, Zn, Pb y Cd de las partes aéreas están correlacionados positivamente con sus contenidos en

las raíces. En los suelos donde el Cu es mayoritario, el Fe, Zn, Cu, Cd y Ni de los suelos está correlacionado positivamente con los encontrados las partes aéreas. El Mn y Cd de las raíces están correlacionados positivamente con los de las partes aéreas. El Cu y Al de los suelos están correlacionados positivamente con éstos en las raíces.

Tabla 1. pH, materia orgánica (%MO), contenido de metales y As (mg/kg).

Muestra	pH	%MO	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr	As
Control	7,7	1,3	17 029	10 907	128	26	5,3	7,1	0,0	6,2	4,8	0
Suelos con predominio de Zn y Pb												
1	5,8	7,1	23 460	18 055	160	62	12	20	0,0	14	30,6	0
2	6,9	8,4	21 455	15 935	220	250	16	410	0,5	7,5	2,1	8,0
3	7,2	9,7	25 515	47 875	20375	5095	85	3855	31	36	2,0	326
4	6,9	3,2	25 870	19 205	325	667	10	993	6,1	9,7	1,2	284
5	6,4	3,2	27 115	26 198	443	2595	40	2375	11	17	1,7	213
6	6,4	1,9	18 280	50 833	800	3890	65	2528	19	22	2,2	163
7	4,8	0,7	31 925	21 833	348	2445	55	2590	8,5	15	1,5	377
8	6,8	5,0	40 033	22 123	390	2398	48	2115	9,2	15	2,1	376
9	4,9	2,1	30 700	20 783	143	2230	34	2449	8,1	7,7	1,8	178
10	7,2	5,4	35 050	19 300	465	2290	22	1635	5,3	14	1,1	220
11	5,8	4,0	34 089	18 341	293	1068	11	705	1,0	12	1,2	190
12	6,2	5,1	37 643	20 118	335	1173	23	2268	7,2	11	1,5	232
13	6,4	4,9	38 288	23 814	341	786	15	947	1,8	14	1,2	214
14	7,3	1,7	23 985	33 985	530	8550	98	2118	35	24	3,5	138
15	7,8	1,6	41 620	38 840	640	3340	94	4014	12	21	3,5	232
Suelos con predominio de Cu												
16	5,1	6,7	32 205	22 172	347	89	44	117	0,0	12	1,0	0
17	7,3	0,8	20 205	43 543	1010	156	153	74	1,0	12	1,7	130
18	7,6	0,6	23 485	45 613	1069	161	189	74	4,0	14	1,5	75
19	6,9	2,0	26 425	45 163	844	148	250	105	0,0	12	1	8
20	4,9	5,1	43 630	40 650	675	162	772	161	2,0	20	1,3	37
21	5,0	2,2	34 540	29 325	638	109	756	90	1,0	15	1,5	42
22	5,2	7,1	28 535	28 338	656	183	1195	1942	2,0	14	1,0	40
23	6,3	4,7	29 430	38 125	775	150	275	128	2,0	14	2,0	62
24	5,8	17,8	30 960	26 000	662	246	3500	181	15	14	2,0	79
25	5,5	15,6	25 570	21 625	987	478	1950	123	22	13	2,0	24
26	5,3	11,1	33 648	27 458	479	223	682	128	4,5	16	1,3	15
27	5,2	8,8	39 555	41 813	869	168	1375	161	1,0	22	1,8	52
28	5,0	25,9	33 028	29 542	537	114	688	126	0,3	16	1,5	37
Suelos con predominio de Al												
29	8,2	0,62	175 576	85 133	2788	167	188	38	46	192	194	28
30	8,3	3,8	78 161	39 427	1506	142	115	9	20	121	123	13

Se observa que, a pesar de haber crecido la comunidad vegetal en el suelo durante dos años, con la correspondiente absorción de elementos del suelo, los metales persisten en los mismos y son capaces de acumularse en el maíz, mayormente en las raíces, pero una parte importante también llega a las hojas, que son la parte principalmente

consumida por el ganado. En más del 30% de los casos analizados, Cd, As, Cu, Mn, Pb y Zn se encuentran en las hojas en cantidades superiores a los niveles de referencia para alimentos según la OMS. En el caso de los tres últimos metales, este porcentaje asciende a más del 85%. En ningún caso, la cantidad de Ni y Cr en partes aéreas excede estas referencias. Esto indica que Mn, Pb y Zn, seguidos de Cu, son los metales que pueden suponer un mayor riesgo para la salud de herbívoros que se alimenten de ese maíz forrajero.

Tabla 2. Contenidos de As y metales (mg/Kg) en la parte aérea de plantas de maíz. Valores medios (M., x=3) y desviación típica (d.t.).

Suelos		Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	As
Control	M	20,9	81,3	51,4	31,4	7,6	0,0	0,0	4,9	0,0	0,0
	d.t.	7,6	9,3	11,9	5,9	0,8	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0
Suelos con predominio de Zn y Pb											
1	M	70,4	111,0	135,4	81,2	8,12	1,5	0,10	3,00	0,31	0,00
	d.t.	43,5	137,2	70,2	19,7	3,43	3,0	0,29	3,08	0,35	0,00
2	M	83,4	50,0	128,7	489,4	8,72	30,8	0,14	3,68	0,88	4,60
	d.t.	13,9	61,2	38,9	182,5	5,08	50,9	0,31	1,39	0,33	4,48
3	M	89,4	39,4	44,1	631,0	6,50	20,6	0,00	5,41	2,01	8,06
	d.t.	17,5	46,4	45,3	137,9	3,54	8,10	0,00	1,71	0,87	11,40
4	M	73,4	110,5	141,2	321,6	5,70	59,0	0,00	6,75	3,75	5,45
	d.t.	10,6	76,0	135,5	111,0	0,50	45,5	0,00	4,33	3,30	6,34
5	M	40,6	188,0	142,1	1067,2	9,28	167,7	2,26	19,23	8,36	0,00
	d.t.	19,0	79,5	112,6	897,3	4,02	86,4	1,64	11,66	5,99	0,00
6	M	175,8	235,3	25,4	306,5	9,32	31,1	1,18	14,55	2,75	1,55
	d.t.	127,4	265,4	6,7	285,8	4,19	25,6	0,87	3,24	3,24	3,10
7	M	162,2	168,1	215,8	1493,2	12,70	356,5	2,25	4,93	4,50	5,95
	d.t.	71,8	76,8	56,5	302,6	5,23	142,3	1,06	0,47	1,98	8,41
8	M	45,7	89,3	131,6	514,7	8,48	28,8	0,00	6,37	3,73	0,00
	d.t.	44,4	78,5	87,0	362,0	3,09	30,6	0,00	7,89	5,46	0,00
9	M	101,3	156,4	217,4	326,0	6,95	14,0	0,00	4,10	1,83	1,48
	d.t.	107,7	205,0	88,6	293,8	1,38	13,1	0,00	4,67	2,84	3,63
10	M	535,9	178,2	21,9	125,1	23,58	25,0	0,00	8,15	0,38	0,00
	d.t.	1100,8	349,3	12,9	77,5	26,10	32,9	0,00	14,17	0,55	0,00
11	M	145,8	318,4	296,8	386,6	11,54	24,7	0,27	16,15	3,29	8,80
	d.t.	89,1	347,4	153,1	227,7	14,83	14,0	0,72	23,14	3,98	11,27
12	M	76,6	70,7	152,8	1206,5	6,75	236,6	0,79	4,10	3,51	4,42
	d.t.	27,6	45,9	87,8	751,9	1,98	259,7	1,21	3,12	3,43	6,32
13	M	80,5	67,0	175,6	273,4	14,56	8,8	0,00	10,18	0,30	2,73
	d.t.	48,0	53,6	54,4	199,2	10,02	8,4	0,00	16,75	0,35	5,45
14	M	94,9	78,4	38,2	520,3	7,77	69,3	0,90	5,89	2,99	1,79
	d.t.	34,4	57,7	32,0	136,5	0,59	35,0	0,82	3,43	3,29	3,05
15	M	71,8	147,7	64,3	482,0	8,76	51,7	1,60	11,19	7,17	0,00
	d.t.	38,6	26,3	57,7	200,4	0,88	10,2	0,85	0,65	0,41	0,00
Valores máximos		1337	1018	318	2373	68	657	3,9	68	14	32

Suelos		Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	As
Suelos con predominio de Cu											
16	M	84,0	307,7	258,7	52,2	5,1	0,70	0,0	2,10	0,80	2,30
	d.t.	57,6	271,5	341,5	50,8	3,3	0,99	0,0	0,99	1,13	3,25
17	M	173,3	399,5	235,1	104,3	11,6	0,47	0,0	11,30	2,98	1,53
	d.t.	44,4	87,4	229,6	14,1	3,7	0,81	0,0	7,39	1,26	2,66
18	M	182,3	440,0	295,6	101,9	11,6	0,70	0,0	10,15	3,20	2,30
	d.t.	81,4	84,4	289,4	19,5	6,0	0,99	0,0	10,39	2,26	3,25
19	M	211,7	359,7	98,7	113,5	14,4	0,00	0,0	16,20	4,05	0,0
	d.t.	39,7	29,1	11,0	3,0	2,1	0,00	0,0	1,84	1,06	0,0
20	M	97,2	206,1	320,5	63,6	27,0	0,00	0,0	9,98	4,63	0,0
	d.t.	38,1	49,4	11,3	6,5	3,5	0,00	0,0	2,01	0,82	0,0
21	M	104,6	217,6	240,3	106,7	24,0	0,00	0,0	14,70	7,20	0,0
	d.t.	25,7	20,0	140,4	13,2	6,5	0,00	0,0	1,57	1,00	0,0
22	M	132,8	246,4	359,8	108,0	43,8	0,00	0,0	7,94	3,66	0,0
	d.t.	55,1	92,2	260,7	39,1	18,4	0,00	0,0	6,72	2,88	0,0
23	M	104,4	403,7	379,5	70,1	6,2	1,05	0,0	2,45	1,20	3,45
	d.t.	28,8	135,8	170,8	25,4	1,7	0,49	0,0	0,49	0,57	1,63
24	M	94,5	74,0	311,2	115,3	67,3	0,00	1,75	1,71	0,88	7,78
	d.t.	41,2	56,5	140,5	71,8	30,6	0,00	1,34	1,31	0,67	5,94
25	M	77,4	85,7	175,1	151,1	23,0	13,94	0,24	3,14	1,60	3,78
	d.t.	58,8	190,3	107,9	54,8	5,9	31,17	0,54	2,95	1,75	5,19
26	M	73,9	183,3	172,8	132,6	12,8	0,0	0,0	6,31	5,32	0,0
	d.t.	18,0	18,9	72,7	69,0	9,8	0,0	0,0	2,27	2,42	0,0
27	M	192,0	417,5	484,8	84,5	26,4	0,0	0,0	20,75	7,05	0,0
	d.t.	84,4	150,8	436,7	5,8	2,9	0,0	0,0	11,10	1,63	0,0
28	M	164,9	334,5	360,0	83,3	33,7	0,0	0,0	13,45	7,60	0,0
	d.t.	42,6	135,6	79,4	10,2	23,8	0,0	0,0	2,19	5,37	0,0
Valores máximos		252	524	895	206	108	70	2,2	29	11	10
Suelos con predominio de Al											
29	M	127,3	113,3	162,7	53,7	22,3	0,0	15,1	4,4	0,0	0,0
	d.t.	75,1	34,9	13,6	5,2	0,9	0,0	7,3	0,2	0,0	0,0
30	M	34,0	57,8	36,7	50,1	16,3	1,5	0,0	4,3	0,0	0,0
	d.t.	6,1	7,0	22,9	18,0	4,8	2,3	0,0	2,2	0,0	0,0
Valores máximos		214	152	177	66	23	4,8	24	7,3	0,0	0,0
Ref. alimentos OMS		-	-	<32,5	<45	<2,9	<1,3	<0,23	<30	<9,8	<1

Se sabe que los animales acumulan metales cuando pastan sobre suelos contaminados por los mismos (Madejón *et al.*, 2009). Aunque los animales domésticos muestran cierta tolerancia a altos niveles de Mn, Zn y Cu en forraje, un exceso de los mismos, y de otros metales no esenciales como Pb, Cd y As, pueden provocar efectos muy negativos en sus órganos y en procesos fisiológicos. Se han descrito así varios efectos (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007): los reflejados en el sistema nervioso, en la formación de huesos, en el sistema linfático, el aparato digestivo y capacidad de reproducción son los más frecuentes.

Tabla 3. Contenidos de As y metales (mg/Kg) en las raíces de plantas de maíz. Valores medios (M., x=3) y desviación típica (d.t.).

		Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	As
Control	M	2522,2	1862,0	85,7	124,5	14,3	0,0	0,0	7,2	0,8	0,0
	d.t.	461,6	620,1	32,7	42,0	2,3	0,0	0,0	2,3	2,2	0,0
Suelos con predominio de Zn y Pb											
1	M	4005,5	8817,7	324,7	211,6	13,6	38,7	0,0	155,1	65,7	0,0
	d.t.	1201,4	9453,9	271,1	49,2	8,7	17,4	0,0	132,6	58,2	0,0
2	M	6500,8	7157,5	418,1	973,8	19,6	214,5	1,6	175,9	84,8	0,0
	d.t.	2895,2	3107,1	263,7	224,5	8,3	65,3	0,66	129,2	60,4	0,0
3	M	725,5	924,8	44,3	982,4	6,8	182,7	3,8	28,0	12,1	0,0
	d.t.	566,6	481,0	19,6	190,8	1,9	127,2	4,0	30,8	11,7	0,0
4	M	9051,2	5428,7	343,8	1150,4	20,4	652,8	2,7	68,2	55,6	33,7
	d.t.	4868,9	1832,5	169,6	315,9	6,0	463,4	1,7	34,5	55,0	67,4
5	M	6793,7	8172,9	1093,0	4274,1	26,0	1487,6	14,6	159,3	99,2	66,9
	d.t.	111,3	3197,4	1337,1	2821,4	9,0	1161,9	7,0	151,2	74,3	94,7
6	M	12838,9	11895,3	592,9	3115,0	48,9	1232,0	15,6	98,6	78,7	169,9
	d.t.	4635,8	2912,1	48,5	714,7	12,8	105,4	4,6	4,8	29,9	6,0
7	M	17893,6	12360,8	692,3	4437,7	62,6	2592,6	22,4	80,2	67,2	137,6
	d.t.	3143,6	1271,0	66,2	2609,3	2,1	353,3	17,6	17,1	15,1	9,6
8	M	7042,3	11213,8	764,3	2389,2	33,9	1567,7	7,6	73,8	47,8	345,7
	d.t.	7029,2	5606,8	715,1	619,8	19,5	1029,2	5,9	72,3	43,2	321,4
9	M	4759,1	18890,1	2505,9	1018,0	22,8	879,3	0,0	50,3	35,3	866,4
	d.t.	4595,3	15723,6	2203,6	96,0	15,8	1022,9	0,0	17,2	26,9	793,5
10	M	2840,5	2084,3	89,6	874,6	10,4	281,8	2,5	38,1	20,6	0,0
	d.t.	1960,1	1426,6	73,7	479,2	4,4	213,4	1,4	40,1	24,9	0,0
11	M	14912,4	13735,2	1590,2	1706,1	31,4	340,4	5,8	112,1	83,3	321,1
	d.t.	11886,5	4832,9	415,9	1399,9	6,2	310,7	8,1	103,3	9,5	283,7
12	M	3763,5	14539,3	1457,0	2441,8	24,7	890,3	4,8	33,7	23,2	735,8
	d.t.	3503,0	21340,0	2093,4	1433,4	15,7	865,6	6,7	29,9	23,5	1274,4
13	M	2246,2	2361,5	536,6	1200,8	16,7	120,5	0,85	27,6	13,8	73,8
	d.t.	1039,5	1041,3	588,8	53,8	3,3	17,0	0,21	7,1	4,7	104,3
14	M	1806,8	1643,7	42,4	1329,8	15,3	411,9	24,9	11,2	4,7	0,0
	d.t.	739,0	604,2	18,3	428,5	6,4	141,1	42,0	7,5	3,3	0,0
15	M	3268,2	3114,7	147,2	1113,1	16,4	476,7	11,9	66,9	31,5	0,0
	d.t.	3256,5	3300,5	67,1	989,9	16,4	469,9	20,6	78,7	41,2	0,0
Valores máximos		20 117	30 008	4064	6283	64	3098	35	322	152	2207

		Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	As
Suelos con predominio de Cu											
16	M	2322,2	10043,9	890,0	153,1	28,0	18,9	0,0	36,2	8,3	0,0
	d.t.	2779,6	14978,2	1218,8	49,1	3,7	2,5	0,0	49,1	11,8	0,0
17	M	441,9	5498,7	325,6	578,2	402,8	4,2	11,2	1,0	3,9	610,9
	d.t.	287,9	5191,7	53,1	151,6	3,5	5,9	6,7	1,5	3,3	863,9
18	M	444,5	5233,6	256,6	521,0	788,3	9,3	19,1	0,0	3,3	336,1
	d.t.	218,9	5217,7	261,5	91,5	525,3	13,2	7,9	0,0	2,3	475,3
19	M	1360,0	8791,4	398,7	404,9	537,0	44,7	5,4	0,0	3,4	555,1
	d.t.	1316,3	3899,3	170,2	35,6	34,3	20,4	2,2	0,0	3,3	57,8
20	M	8988,8	22651,7	1636,9	247,9	663,3	27,3	1,6	80,2	23,4	154,4
	d.t.	5050,3	14874,4	687,0	70,2	131,3	11,0	1,6	43,7	9,2	149,7
21	M	5248,2	5359,8	1509,0	397,5	939,0	16,3	9,2	72,2	23,8	4,9
	d.t.	3119,3	3430,9	685,6	180,9	475,3	1,8	4,3	66,4	15,5	8,4
22	M	3343,7	9918,5	1414,7	299,9	685,3	20,1	8,8	39,9	12,9	96,7
	d.t.	2403,2	6298,6	772,2	102,5	140,4	17,9	1,4	57,7	12,9	111,4
23	M	9287,2	18392,5	642,0	368,0	456,5	35,4	19,9	173,4	53,6	306,9
	d.t.	8685,8	11679,9	247,5	15,7	64,3	11,8	4,8	178,0	50,0	73,0
24	M	3138,4	7083,3	1512,1	836,6	1678,2	29,1	25,1	86,9	24,8	67,1
	d.t.	2255,3	1687,9	432,5	498,9	647,9	8,1	7,4	63,2	12,1	42,9
25	M	2316,8	4866,4	1308,3	436,3	238,5	9,7	10,7	26,1	12,3	12,4
	d.t.	2775,2	5622,6	857,9	144,8	107,1	3,1	8,8	28,2	10,4	17,6
26	M	2531,1	3531,8	435,0	228,7	32,3	0,0	0,0	18,2	6,9	3,8
	d.t.	980,9	492,9	380,8	75,0	5,0	0,0	0,0	1,7	0,6	5,4
27	M	12642,3	32198,0	2681,9	439,2	1162,4	44,7	5,5	108,3	30,1	247,5
	d.t.	9523,0	9216,4	2456,8	140,0	416,6	32,17	7,78	104,7	13,9	18,3
28	M	8391,1	20953,9	1875,6	337,2	779,4	27,19	2,11	126,0	30,94	118,1
	d.t.	6249,3	10910,8	218,0	40,0	189,5	13,88	1,43	136,7	25,54	27,9
Valores máximos		13 783	38 715	4419	1189	2136	68	30	163	105	1222
Suelos con predominio de Al											
29	M	5461,3	3345,4	197,9	124,8	47,6	1,6	117,3	51,8	24,8	0,0
	d.t.	1597,0	879,9	54,2	6,7	5,3	2,7	19,5	9,2	4,0	0,0
30	M	4692,9	2800,3	93,0	281,2	45,2	0,0	10,2	19,7	21,2	0,0
	d.t.	832,8	455,6	8,3	261,9	6,2	0,0	1,5	1,0	2,2	0,0
Valores máximos		6868	4056	260	583	53	4,8	136	57	28	0,0

Los resultados obtenidos muestran que las hojas del maíz acumulan elevada dosis de metales cuando este cultivo crece en suelos contaminados por los mismos. Esto hace que se piense en el maíz como una planta acumuladora especialmente de Cd, As, Cu, Mn, Pb y Zn, y se hable de ella para fines de fitorremediación de suelos contaminados por dichos metales. Por otra parte, la facilidad para acumular otros elementos en las raíces (especialmente Al, Zn, Pb y As en suelos ácidos y Cd en los básicos), hace que el maíz sea también candidata a la fitoestabilización de los mismos. Aunque esta faceta remediadora del maíz está siendo ampliamente estudiada (Luo *et al.*, 2005; Hernández-Allica *et al.*,

2008; Fässler *et al.*, 2010), no podemos llevar a cabo dichas acciones sin asegurarnos que el maíz no va a ser utilizado como forraje, sino únicamente con fines remediadores.

CONCLUSIONES

Las hojas del maíz son susceptibles de acumular una gran cantidad de metales pesados cuando el cultivo crece en suelos con un “cóctel” de los mismos. Las características del suelo, como el pH, así como la cantidad de metales en los mismos, determinan la capacidad de bioacumulación del maíz, de manera que, en general, retiene mayor cantidad de metales si es cultivado en suelos en los que su concentración es más elevada. Aunque esta concentración es mayor en las raíces, su alta presencia en las hojas resulta preocupante, ya que puede afectar negativamente a la salud del ganado cuando son suministradas en su dieta.

AGRADECIMIENTOS

Al Proyecto CTM 2008-04827/TECNO del Ministerio de Ciencia e Innovación y al Programa P2009/AMB-1478^a (EIADES, de la CM).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- FÄSSLER E., ROBINSON B.H., STAUFFER W., GUPTA S.K., PAPRITZ A. Y SCHULIN R. (2010) Phytomanagement of metal-contaminated agricultural land using sunflower, maize and tobacco. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **136**, 49-58.
- HERNÁNDEZ A.J. Y PASTOR J. (1989) Técnicas analíticas para el estudio de las interacciones suelo-planta. *Henares. Revista de Geología*, **3**, 67-102.
- HERNÁNDEZ A. J. Y PASTOR J. (2008) Relationship between plant biodiversity and heavy metal bioavailability in grasslands overlying an abandoned mine. *Environmental Geochemistry and Health*, **30**, 127-133.
- HERNÁNDEZ A.J. Y PASTOR J. (2011) *El impacto ambiental de la minería y de los residuos urbanos e industriales. Sensibilización Científica y Desafíos para la ciudadanía dominicana*. Santo Domingo, República Dominicana: Centro Cultural Poveda.
- HERNÁNDEZ A.J., BONILLA S. Y PASTOR J. (2011) *Manejo de recursos naturales y desarrollo local en una reserva de la biosfera. Resultados de la investigación ecosocial en Pedernales – República Dominicana*. Santo Domingo, República Dominicana: Centro Cultural Poveda.
- HERNÁNDEZ-ALLICA J., BECERRIL J.M. Y GARBISU C. (2008) Assessment of the phytoextraction potential of high biomass crop plants. *Environmental Pollution*, **152**, 32-40.
- KABATA-PENDIAS A. Y MUKHERJEE A.B. (2007) *Trace Elements from Soil to Human*. Berlin and Heidelberg, Alemania: Springer-Verlag.
- LUO C., SHEN Z. Y LI X. (2005) Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. *Chemosphere*, **59**, 1-11.
- MADEJÓN P., DOMÍNGUEZ M. Y MURILLO J.M. (2009) Evaluation of pastures for horses grazing on soils polluted by trace elements. *Ecotoxicology*, **18**, 417-428.
- PASTOR J. Y HERNÁNDEZ A.J. (2009) La restauración en sistemas con suelos degradados: estudios de casos en vertederos, escombreras y emplazamientos de minas abandonadas. En: Millán R. y Lobo C. (eds) *Contaminación de Suelos: Tecnologías para su recuperación*, pp. 539-560. Madrid, España: CIEMAT.

Cambios mediados por abandono de pastoreo e incremento de temperatura en pastos mediterráneos oligotrofos del Parque Natural de Doñana

Changes in oligotrophic mediterranean grassland induced by abandonment and warming in Doñana National Park

B. OJEDA DOMÍNGUEZ / M.J. LEIVA MORALES

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla. Avenida Reina Mercedes s/n. 41012 Sevilla (España)
benjaminestudy@hotmail.com

Resumen: Se han estudiado los cambios en el pasto (riqueza específica, diversidad, producción, importancia de grupos funcionales) y en el establecimiento de leñosas mediados por cese de aporte de estiércol e incremento de temperatura, en el Parque Natural de Doñana. El estiércol espontáneamente producido se redistribuyó en parcelas (dosis: 0 y 3 200 g MS de estiércol vacuno/m²). La temperatura se incrementó (0,8 °C) mediante cámaras-invernadero. El establecimiento del matorral (*Cistus salvifolius*), se estudió aportando semillas en subparcelas (10 000 semillas/m²). La riqueza específica y diversidad del pasto no se afectaron significativamente por los tratamientos. La biomasa (72 g/m²-234 g/m²) se incrementó por aumento de temperatura (P=0,006) y estiércol (P=0,002). Distintos grupos funcionales de herbáceas exhibieron diferentes respuestas: las gramíneas se incrementaron sólo por temperatura (P=0,003), las leguminosas se incrementaron sólo por estiércol (P=0,02). La densidad de plántulas de matorral (70 plántulas/m²-1 053 plántulas/m²) solo aumentó en el tratamiento con alta temperatura y sin estiércol ($\chi^2=10,45$; P=0,015). Se sugiere que los pastos oligotróficos Mediterráneos tras abandono del pastoreo podrían experimentar tasas de cambio mayores de las actuales en el marco del calentamiento global.

Palabras clave: Estiércol vacuno, diversidad vegetal, calentamiento global, *Cistus salvifolius*, grupos funcionales.

Abstract: Changes in grasslands (species richness, diversity, productivity and contribution of different plant functional groups) and shrubs establishment induced by removal of cattle manure and temperature increases have been studied in Doñana Natural Park. Manure spontaneously produced in field was redistributed in experimental plots (0 and 3 200 g MS cattle manure/m²). Air temperature was increased (0.8 °C) by establishing open-top chambers. Shrub (*Cistus salvifolius*) establishment was studied by providing seeds in sub plots (10 000 seeds/m²). Species richness and diversity were not significantly affected by treatments. Grassland biomass (72 g/m²-234 g/m²) increased by increasing temperature (P=0.006) and manure addition (P=0.002). Different plant functional groups exhibited different responses: Grasses increased by temperature (P=0.003) but not by manure, Legumes only increased by manure (P=0.02). Shrub seedlings density only increased significantly ($\chi^2=10.45$, P=0.15) under high temperature without manure. Results suggest that oligotrophic Mediterranean grassland after grazing abandonment and global warming could experience higher rate of changes than currently observed.

Key words: Cattle manure, plant diversity, global warming, *Cistus salvifolius*, functional group.

INTRODUCCIÓN

En los últimos 20 años se ha producido en toda Europa un notable abandono de la ganadería extensiva con gran reducción de la superficie dedicada a pastos permanentes y seminaturales (Rounsevell *et al.*, 2006). Las principales causas están relacionadas con distintos factores que afectan a los ganaderos como una excesiva dependencia de las primas, la falta de relevo generacional y el proceso de despoblación de las áreas marginales y concentración en zonas más favorables (Bernués *et al.*, 2011).